

Investigación

Castillo, F. J., Imbert, J. B., Blanco, J. A., Traver, C. y Puertas, F. 2003. Gestión forestal sostenible de masas de pino silvestre en el Pirineo Navarro. *Ecosistemas* 2003/3 (URL: <http://www.aet.org/ecosistemas/033/investigacion3.htm>)

Gestión forestal sostenible de masas de pino silvestre en el Pirineo Navarro

Federico J. Castillo¹, J. Bosco Imbert¹, Juan A. Blanco¹, Carmen Traver² y Fernando Puertas³

¹ Departamento de Ciencias del Medio Natural, Universidad Pública de Navarra, E-31006 Pamplona.

² Gestión Ambiental. Viveros y Repoblaciones de Navarra, Puente de Miluce 77, E-31012 Pamplona.

³ Sección de Montes, Medio Ambiente, Gobierno de Navarra, Tudela 20, E- 31003 Pamplona.

*La política forestal actual se caracteriza por un compromiso hacia una gestión ecológicamente sostenible de los ecosistemas forestales. Para poder realizarla es necesario conocer los factores que afectan al uso de los bosques, entre los cuales los hay de tipo social, económico, legal, técnico y ecológico. Los beneficios que producen los bosques podrían desaparecer si la estabilidad de las masas forestales es afectada por las actividades humanas. Asumiendo que la explotación de los bosques es necesaria para la economía regional, debemos asegurarnos que el uso de los bosques no ponga en peligro la existencia de éstos. La gestión sostenible de los ecosistemas forestales intenta así compaginar la explotación forestal con el mantenimiento de la biodiversidad y la función del ecosistema. Presentamos aquí algunos aspectos de ecología y gestión forestal en el marco de un proyecto de investigación realizado por la Universidad Pública de Navarra y el Gobierno de Navarra para estudiar la forma de mejorar la producción de madera en bosques de pino albar (*Pinus sylvestris* L.) y las consecuencias que su explotación pueda tener sobre aspectos tales como el ciclo de nutrientes y la biodiversidad.*

Introducción

La política forestal mundial debería caracterizarse actualmente por un compromiso hacia una gestión ecológicamente sostenible de los ecosistemas forestales, de la preservación de la biodiversidad y de los procesos ecológicos esenciales, encaminado todo ello hacia la conservación y mejora del patrimonio natural. Es indudable que para poder realizar una gestión sostenible de los recursos forestales es necesario conocer los factores que afectan al uso de los bosques. Entre ellos los hay de tipo social, económico, legal, técnico y ecológico. Todos ellos son importantes y determinan nuestra relación con los bosques.

Los bosques producen beneficios importantes para la sociedad, tanto directos (madera, frutos, leña, caza, etc.) como indirectos (regulación del ciclo hidrológico, protección contra la erosión, protección contra las avalanchas en alta montaña, mantenimiento de la composición atmosférica, mantenimiento de la vida silvestre, de la biodiversidad vegetal y animal), y aportan belleza, esparcimiento y educación. Estos beneficios pueden llegar a desaparecer si la estabilidad de las masas forestales es afectada a largo

plazo por las actividades humanas. Entre éstas, la sobreexplotación forestal puede conducir a una disminución de la biomasa y, por tanto, de la producción extraíble. Cualquier actividad de extracción puede modificar factores tan importantes como la biodiversidad, la erosión, los microclimas, las características y composición del suelo, el régimen hídrico y el paisaje, entre otros. Un conocimiento profundo de las consecuencias de la explotación forestal es pues esencial para el mantenimiento sostenible de nuestros bosques.

Gestión forestal sostenible

Los comienzos de la gestión forestal sostenible se remontan a finales del siglo XVIII cuando Ludwig Hartig, profesor de la Universidad de Berlín, introdujo el "principio de Hartig" en el Servicio Forestal Prusiano. Este principio dice que no se debería extraer anualmente de los bosques, ni más ni menos madera que aquella cantidad que garantice un suministro continuo de madera (Ball, 2001). Desde entonces, el concepto de producción sostenida se ha ampliado para adaptarlo a los nuevos valores sociales que están emergiendo. En la Conferencia Ministerial Paneuropea sobre Protección de Bosque y Desarrollo Sostenible (1993) se ha definido la **gestión forestal sostenible** como *la gestión y uso de los bosques y tierras forestales de tal forma y con tal intensidad que se mantenga su biodiversidad, productividad, capacidad de regeneración, vitalidad y su potencial de cumplimiento, ahora y en el futuro, de las trascendentes funciones ecológicas, económicas y sociales en los ámbitos local, nacional y global, sin causar perjuicio a otros ecosistemas*.

La visión moderna de gestión forestal sostenible pone énfasis sobre el mantenimiento a largo plazo de la biodiversidad y la integridad funcional de los ecosistemas forestales. Los elementos más comunes que aparecen en distintos intentos de llevar a cabo una gestión forestal sostenible son (Perry *et al.*, 2001): 1) el mantenimiento indefinido de las múltiples funciones de los bosques (ecológicas, económicas y sociales); 2) la definición del área de manejo de interés, teniendo en cuenta las escalas espaciales y temporales más adecuadas para llevar a cabo la gestión forestal; 3) una gestión adaptable de los ecosistemas forestales en respuesta a cambios ecológicos, económicos y sociales; 4) una mayor cooperación inter- e intra-institucional y 5) la participación del público en la toma de decisiones (instituciones, universidades, industrias, grupos ecologistas y otros agentes sociales implicados).

Los bosques están sometidos a perturbaciones producidas por diferentes elementos de origen natural, tales como el viento, el fuego, las inundaciones o el consumo por parte de los herbívoros, que provocan que su evolución difiera de la que podría esperarse en un bosque "perfecto" (Frelich, 2002). Pero además de estas perturbaciones, la más importante puede ser la del uso de los bosques por parte del hombre. Asumiendo que la explotación de los bosques es necesaria para la economía regional, debemos asegurarnos que esta explotación sea sostenible, es decir, que el uso de los bosques por parte del hombre no ponga en peligro la existencia de éstos. La gestión sostenible de los ecosistemas forestales intenta así compaginar la explotación forestal con el mantenimiento de la biodiversidad y la función del ecosistema.

Las claras como perturbación de origen humano: efectos sobre el ciclo de nutrientes y la diversidad biológica

Las claras son cortas que se realizan en la fase juvenil de las masas forestales con la doble finalidad de mejorar la masa que queda en pie y la de obtener productos comerciales (Madrigal *et al.*, 1985). La

reducción del número de árboles en un bosque o plantación disminuye la competencia resultando en una mayor disponibilidad de luz, agua y nutrientes para los árboles que quedan en pie. Generalmente, como consecuencia de estos cambios, los árboles restantes aumentan su diámetro más rápidamente, producen más frutos y semillas, muestran mayor resistencia al ataque de plagas, tienen mayor concentración de N y P en las hojas, exhiben un aumento o disminución del área foliar y mayores tasas de fotosíntesis. Las respuestas a las claras dependen mucho de la clase de copa, la especie y el genotipo, la edad del árbol, la duración de la supresión y la localidad.

El ciclo de nutrientes

El ciclo de nutrientes en un ecosistema forestal consta de la entrada de nutrientes al ecosistema (meteorización de la roca madre, fijación biológica de nitrógeno, aportes atmosféricos, transferencias por biota), el flujo de nutrientes entre las plantas y el suelo (absorción radicular, retranslocación, desfronde, descomposición y otros procesos edáficos) y la pérdida de nutrientes del ecosistema (lixiviación, escorrentía, emisión de gases y aerosoles, transferencias por biota y explotación de recursos). Las entradas y salidas del ecosistema se conocen como el ciclo externo de nutrientes y los flujos entre las plantas y el suelo como el ciclo interno. En ecosistemas naturales o seminaturales, las entradas y las salidas de los nutrientes son una pequeña fracción de la cantidad de nutrientes que circula internamente, produciendo sistemas relativamente cerrados, con ciclos de nutrientes conservadores (Chapin *et al.*, 2002).

La explotación forestal altera estos ciclos, aumentando considerablemente la pérdida de nutrientes del ecosistema y por tanto su fertilidad. Los estudios del ciclo externo de nutrientes nos dan información sobre las pérdidas o ganancias netas de nutrientes en el ecosistema, pero para evaluar el impacto de una actividad forestal, también nos hace falta conocer los flujos internos dentro del ecosistema (Escudero *et al.* 1991; Gallardo, 2001) y como afectan a las cantidades absolutas y relativas de nutrientes en los compartimentos internos.

Debido a la importancia económica de la producción forestal, los estudios de ciclos de nutrientes en bosques, motor de la producción primaria junto con el flujo de energía, están aumentando (Rodà *et al.*, 1999; Krebs, 2001). Es quizás por esta razón que los ciclos de nutrientes suelen tener los precios más altos en valoraciones económicas de los servicios de los ecosistemas (Constanza *et al.*, 1997). Hoy en día muchos científicos y gestores se preguntan si las prácticas selvícolas utilizadas reducen o no la fertilidad del suelo, y si las pérdidas en la fertilidad hacen disminuir la productividad.

Si la tala y extracción de árboles ocurren más rápidamente que la recuperación de los nutrientes perdidos, el ecosistema sufrirá una pérdida neta de nutrientes, a no ser que se utilicen fertilizantes. El extraer solamente los troncos más grandes a intervalos poco frecuentes y en largas rotaciones supone extraer únicamente una pequeña proporción de los nutrientes de una zona. Estas pérdidas pueden ser reemplazadas antes de la siguiente extracción por entradas naturales desde el ciclo externo. Sin embargo, esta situación cambia con el paso a un manejo intensivo del bosque. Las rotaciones más cortas, claras intermedias y el uso intensivo de la biomasa forestal (tronco, ramas y hojas) incrementan rápidamente la salida de nutrientes del ecosistema y puede resultar en una reducción neta a largo plazo del total de nutrientes existentes en el bosque, perdiendo potencial productivo y degradándose (Kimmins, 1996). Entre cortas debe transcurrir un tiempo mínimo para que el ecosistema se recupere y que es conocido como *rotación ecológica* (**Figura 1**). Frente a esta forma de determinar la rotación de un bosque, suelen imponerse otras como la *rotación técnica* (período necesario para producir un tamaño

de tronco requerido), la *rotación económica* (período en el que el retorno anual de capital se maximiza) o la *rotación de volumen máximo* (período de tiempo en el cual se maximiza el incremento anual medio del volumen de fuste). Para llevar a cabo una explotación sostenible debería tenerse en cuenta el período de rotación ecológica como el mínimo a considerar, ya que es el único que garantiza que la explotación del bosque pueda mantenerse a largo plazo. Este concepto de tiempo que necesita el bosque para recuperar el estado anterior al de la perturbación es válido tanto para las talas finales cuyo objetivo es la producción comercial de madera como para las actuaciones intermedias que buscan la mejora de la calidad de ésta, como es el caso de la práctica de las claras.

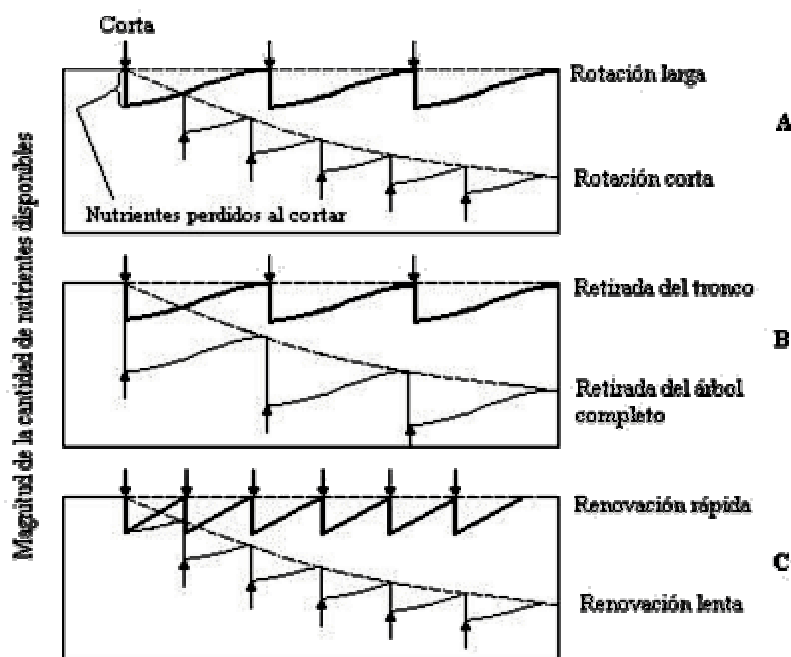


Figura 1.- Representación gráfica del concepto de rotación ecológica. Relación entre la cantidad de nutrientes de un bosque y (A) la rotación de la clara, (B) la intensidad de la utilización y (C) las tasas de renovación de los nutrientes. Las líneas discontinuas indican las tendencias esperadas a largo plazo (Modificado de Kimmins 1996).

Diversidad biológica

La conservación de la diversidad biológica ha sido reconocida como un importante criterio de la sostenibilidad del manejo forestal (Sullivan *et al.*, 2002). Por tanto, tan importante como comprender algunas de las funciones del bosque es comprender la estructura del mismo, es decir, qué especies forman el ecosistema y cómo están distribuidas. Mantener la diversidad es clave para poder mantener la integridad del bosque, esto es, la capacidad del ecosistema para seguir realizando sus funciones de forma que se asegure su existencia a lo largo del tiempo.

Actualmente no se puede responder a la pregunta de cuántas especies son suficientes para mantener la función y estabilidad de un ecosistema, dado el poco conocimiento existente sobre la relación entre biodiversidad y funcionamiento de un ecosistema (Landsberg y Gower, 1997). Por lo tanto, lo más sabio es un manejo prudente del bosque que permita su aprovechamiento sin disminuir la diversidad del mismo. Se han propuesto tres tipos de respuestas de la función de un ecosistema frente al cambio de la diversidad (Aber y Melillo, 2001, **Figura 2**). En la respuesta tipo I, la función medida (producción, reciclado de nutrientes, etc.) podría incrementarse continuamente con el incremento de la riqueza de especies. En la respuesta de tipo II, se alcanzaría un máximo a partir del cual la función no variaría aunque existan más especies. En la función de tipo III únicamente una especie sería necesaria para maximizar la función del ecosistema. Se ha sugerido que la más común sería la segunda respuesta, la cual tiene la característica de que en niveles de elevada riqueza de especies existen varias especies diferentes que podrían desempeñar el mismo papel en la función del ecosistema.

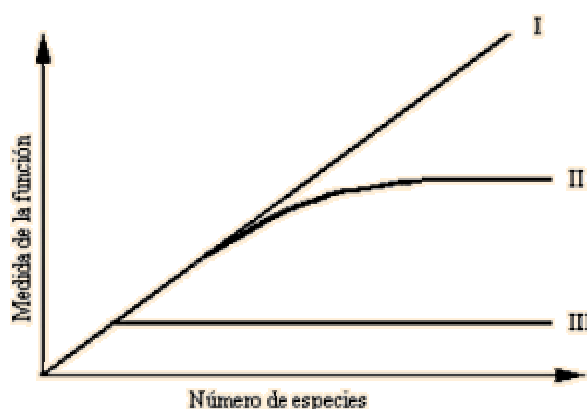


Figura 2.- Hipótesis para la relación entre riqueza de especies y la función de un ecosistema (Modificado de Aber y Melillo 2001).

Los efectos de las claras sobre el número de especies del sotobosque pueden manifestarse poco después de la intervención y desaparecer con el tiempo o aparecer al cabo de muchos años. Así, es importante conocer cómo afectan los diferentes regímenes de claras a las especies vegetales que componen el sotobosque del ecosistema que se quiere explotar. Algunas especies pueden ser clave, otras pueden ser especies ingenieras contribuyendo a crear diversidad, otras pueden ser raras o endémicas, o pueden desempeñar papeles importantes en los ciclos de nutrientes o en la regeneración de la especie explotada (Terradas, 2001). La pérdida o ganancia de especies, o su aumento o disminución, pueden tener repercusiones importantes en el funcionamiento del ecosistema forestal, y por tanto, en su gestión.

La relación entre producción y biodiversidad en bosques explotados intensamente es incierta. Lógicamente, los componentes de la biodiversidad que son importantes para el crecimiento de los árboles deben ser identificados y mantenidos. El problema para los gestores forestales actuales es utilizar modelos de gestión que prevengan la degradación del lugar mientras generan un adecuado nivel de producción que mantenga el nivel creciente de demanda de productos forestales.

Explotación sostenible de recursos forestales: producción vegetal y retorno de nutrientes en masas forestales de pino silvestre

Este proyecto de investigación, financiado por el Gobierno de Navarra, pretende valorar la acción que tienen diferentes intensidades de claras sobre el ciclo de nutrientes y la biodiversidad del sotobosque y cuya importancia en la sostenibilidad del sistema forestal resulta evidente. La superficie ocupada por la especie en cuestión, *Pinus sylvestris* var. *pyrenaica*, se estima en 60.414 ha (Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de Navarra, 1999), el 16,6% de la superficie total arbolada de Navarra. En un estudio anterior (Proyecto INIA-Gobierno de Navarra, SC96-078), realizado sobre once montes ordenados cuya especie principal es el pino silvestre, se pudo constatar una posibilidad real de producción de 1,1 m³ por ha y año para esta especie, que a todos los efectos se estimó excesivamente baja y que sería consecuencia del desconocimiento de una silvicultura apropiada para estos montes. Esta situación

propició la ejecución de un proyecto para desarrollar un instrumento adecuado para la gestión selvícola de las masas naturales de *Pinus sylvestris* L. que permitiera planificar el manejo de este recurso forestal. En el marco de este proyecto se instalaron los sitios de ensayo de claras cuyo diseño y datos elaborados constituyen un soporte óptimo para la ejecución del proyecto que aquí presentamos. La primera clara se ejecutó en el año 1999, realizándose a continuación un seguimiento para establecer el momento de la segunda clara, que se estima pueda realizarse en torno a los cinco o seis años posteriores, y así sucesivamente las siguientes.

Sitios de ensayo de claras

Se establecieron dos sitios de ensayo de claras en masas de pino silvestre en los términos de Aspurz (680 m, 10% de pendiente) y Garde (1250 m, 50%), ambas masas regulares de 31 y 38 años de edad, respectivamente. El experimento se diseñó en bloques al azar con tres repeticiones, de modo que cada sitio de ensayo quedó formado por tres bloques y cada bloque por tres parcelas correspondiendo cada una a un tipo de tratamiento. Se ensayan dos regímenes de claras bajas con selección de árboles de porvenir, diferenciándose los dos tratamientos por el peso de la clara que se cuantifica en porcentaje del área basimétrica (AB) residual (después de la clara) y que son los siguientes (**Fotos 1 y 2**):

Tratamiento A: testigo sin tratamiento.

Tratamiento B: clara baja moderada, el peso de la clara se cuantificó en el 80% del AB residual.

Tratamiento C: clara baja fuerte, el peso de la clara se cuantificó en el 70% del AB residual.

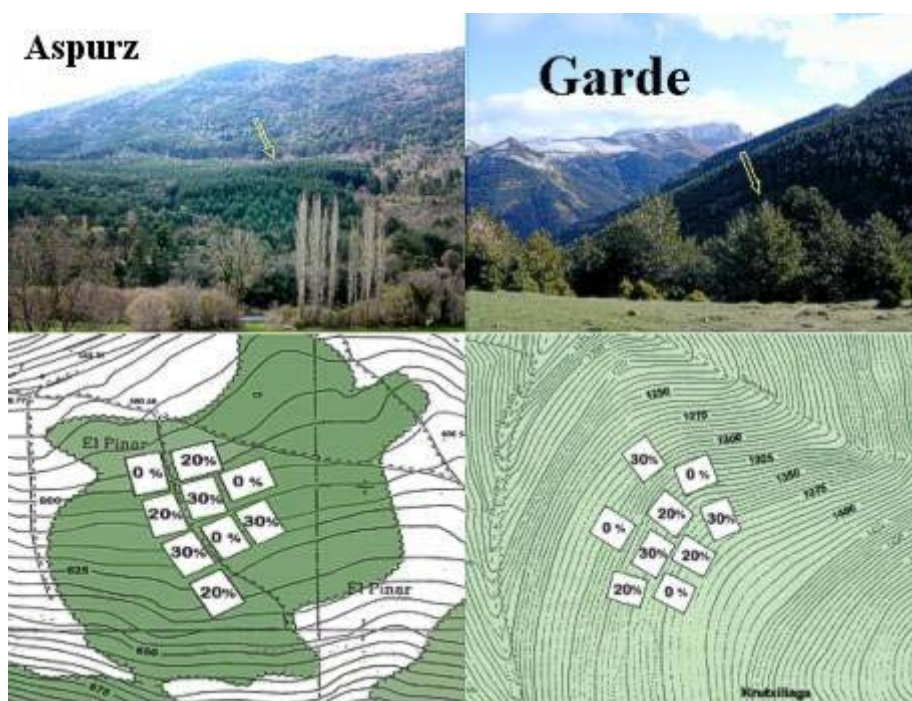


Foto 1.- Panorámica de las localidades de estudio en Aspurz y Garde y distribución de las parcelas de estudio.



Testigo

Clara 30%



Foto 2.- Detalle del estado de las parcelas testigo (sin intervención) y después de una clara del 30% del área basimétrica .

Las parcelas son de forma rectangular con una superficie en proyección horizontal de 1.200 m² y una densidad de 3.333 a 5.000 pies por ha. En cada parcela se procedió a la numeración correlativa, inventariación diámetrica y clasificación según clases sociológicas, clases de fuste y clases de copa de todos los individuos. También se ha determinado para cada parcela el número de pies por ha, su clasificación diamétrica, diámetro cuadrático medio y dominante, altura media y dominante y área basimétrica. En cada localidad se obtienen, además, datos climáticos, fisiográficos, botánicos y de estructura de la masa, datos de la especie principal (pino silvestre) y datos de especies arbóreas y arbustivas acompañantes (inventariación, cobertura, clasificación sociológica, etc).

Los objetivos fundamentales del proyecto de investigación son los siguientes:

- Estudiar el balance interno del ciclo de nutrientes en dos bosques de pino silvestre de características topográficas contrastadas y representativas del 75% del pino silvestre en Navarra.
- Determinar la producción vegetal y el retorno de nutrientes, los procesos de retranslocación de nutrientes, descomposición de la hojarasca, respiración del suelo y evolución de nutrientes en el suelo.
- Determinar la influencia de los dos tratamientos de claras en el balance global interno de nutrientes, así como en los diferentes componentes de este ciclo.
- Determinar la diversidad de la flora del sotobosque y la diversidad de la edafofauna así como su posible alteración tras las intervenciones.

Conclusión

Una visión global de algo complejo como es la determinación del ciclo de nutrientes en el medio forestal requerirá futuros estudios de las entradas de nutrientes al sistema y de las salidas vía el ciclo hidrológico. Todo ello permitirá conocer el ciclo de nutrientes en un bosque de pino silvestre y cómo este balance puede ser afectado, tanto por los aportes exteriores como por las actividades de explotación forestal. Los turnos de aprovechamiento de las especies forestales resultan muy dilatados en el tiempo - en concreto, para el pino silvestre es de 100 a 120 años-, por lo que es difícil obtener resultados generales en el breve lapso de tiempo que comprende la vida de un proyecto. Ello hace necesario abordar los trabajos en fases sucesivas, con objeto de integrar paulatinamente los resultados y conocimientos que se vayan adquiriendo y ofertar un producto bien acabado frente a las demandas de los gestores forestales, tanto del sector público como privado.

Finalmente, nos parece interesante señalar que este proyecto supone un ejercicio práctico de colaboración y de consenso entre los puntos de vista del ecólogo y del forestal. Representa un intercambio de información que esperamos facilite la integración de las funciones ecológicas del bosque en los modelos de gestión forestal y una sensibilización de los forestales para que la ecología forestal forme parte de sus herramientas de gestión.

Referencias

- Aber, J.D. y Melillo, J.M. 2001. *Terrestrial ecosystems*. Academic Press, New York, USA.
- Ball, J.B. 2001. Global resources: history and dynamics. En *The forest handbook*. Volume I. An overview of forest science (ed. Evans, J.), pp. 3-22, Blackwell Science, Oxford, UK.
- Chapin, F.S. III, Matson, P.A. y Mooney, H.A. 2002. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, New York, USA.
- Constanza, R., Darge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. y Van deen Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Escudero, A., del Arco, J.M., Sanz, I.C. y Ayala, J. 1992. Effects of leaf longevity and retranslocation efficiency on the retention time of nutrients in the leaf biomass of different woody species. *Oecologia* 90: 80-87
- Frelich, L. E. 2002. *Forest dynamics and disturbance regimes*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Gallardo, A. 2001. Descomposición de hojarasca en ecosistemas mediterráneos. En *Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional* (eds. Zamora, R. y Pugnaire, F. I), pp. 95-122, Textos Universitarios nº32, CSIC y AEET, Castillo y Edisart, S. L., España.

Kimmins, J.P. 1996. *Forest ecology*. Prentice-Hall. New Jersey, USA.

Krebs, C. J. 2001. *Ecology*. Addison Wesley Longman Inc, San Francisco, USA.

Landsberg, J. J. y Gower, S. T. 1997. *Applications of physiological ecology to forest management*. Academic Press, San Diego, USA..

Madrigal, A., Gómez, J.A. y Montero, G. 1985. Estado actual de las investigaciones sobre claras. Primeros resultados obtenidos en una experiencia en masa artificial de *Pinus sylvestris* L. en el Sistema Central. *Comunicaciones I.N.I.A. Serie: Recursos Naturales*. 42: 49 .

MAPA. 1999. *Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de Navarra*, Gobierno de Navarra, Navarra, España.

Perry, J.A., Tichy, J., Imbert, J.B., Sudmeir-Rieux, K., Dovciak, M., Malovesky, M. y Barani, A. 2001. *Ecosystem Management in Central and Eastern Europe: Decision-Taking for the Future*. (ed. Vanderklein, E). Bang Printing Brainerd (Minnesota), USA.

Rodà, F., Retana, J., Gracia, C.A. y Bellot, J. eds. 1999. *Ecology of Mediterranean Evergreen Forests*. Ecological studies 137, Springer, Berlin.

Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., Lindgren, P.M.F. y Boateng, J.O. 2002. Influence of conventional and chemical thinning on stand structure and diversity of plant and mammal communities in young lodgepole pine forest. *Forest Ecology and Management* 170: 173-187.

Terradas, J. 2001. *Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de las comunidades y paisajes*. Ediciones Omega S.A., Barcelona, España.